基于景观格局的丘陵山区耕地生态风险评价
——以重庆市潼南区为例

张星山[1]，杨　恒[1]，马雯秋[1]，杨敏丽[1]，王海翼[1]，尤　泳[1]，惠云婷[1]，宫泽奇[2]，王天一[1,3*]

（1. 中国农业大学 工学院，北京 100083；2. 中国科学院 空天信息创新研究院，北京 100094；3. 中国农业大学农业无人机系统研究院，北京 100193）

摘　要：［**目的/意义**］丘陵山区农田宜机化整治会改变耕地景观格局、高程、坡度、微地貌等，评价其生态风险为后续整治工作提供数据参考具有重要意义。本研究的目的为评价丘陵山区农田宜机化整治对耕地生态风险的改变情况以及探究生态风险与耕地坡度之间的关系。［**方法**］以重庆市潼南区20个县为评价单元，基于2010年和2020年土地利用数据，采用ArcGIS 10.8和Excel软件计算景观格局指数，通过熵权法确定各指数的权重并构建生态风险评价模型，揭示生态风险时序空间变化特征；基于数理统计原理，对生态风险与坡度进行相关性分析，探究生态风险与坡度的关系。［**结果和讨论**］2010年和2020年两个时期，干扰度指数由0.97下降为0.94，耕地整体抗干扰能力增强；脆弱度指数由2.96增加为3.20，耕地结构更加脆弱；生态风险值由3.10下降为3.01，耕地生态安全性提高。两个时期生态风险区域主要以低风险区和较低风险区为主，低风险区面积增加6.44%，较低风险区面积增加6.17%，中风险区面积增加24.4%，较高风险区面积减少60.70%，高风险区面积增加16.30%，耕地生态安全区域相对增加。耕地坡度主要以2°～25°为主，耕地坡度小于15°时坡度面积占比与生态风险值呈负相关，耕地坡度大于15°时坡度面积占比与生态风险值呈正相关关系，坡度处于5°～8°、15°～25°、25°以上时坡度面积与生态风险值呈极显著相关。农田宜机化整治应重点关注潼南区南部区域，并集中于耕地坡度处于5°～8°和15°～25°区域。［**结论**］通过评价潼南区农田宜机化整治前后耕地生态风险并分析生态风险与耕地坡度的相关性，表明农田宜机化整治可以降低耕地生态风险，耕地坡度面积占比可作为精准指导农田宜机化整治的重要依据，潼南区宜机化整治工作应重点关注耕地坡度处于5°～8°和15°～25°区域。

关键词：农田宜机化整治；耕地；生态风险评价；景观格局

中图分类号：X826　　**文献标志码：**A　　**文章编号：**SA202306008

引用格式：张星山, 杨恒, 马雯秋, 杨敏丽, 王海翼, 尤泳, 惠云婷, 宫泽奇, 王天一. 基于景观格局的丘陵山区耕地生态风险评价[J]. 智慧农业(中英文), 2024, 6(3): 58-68. DOI：10.12133/j.smartag.SA202306008

ZHANG Xingshan, YANG Heng, MA Wenqiu, YANG Minli, WANG Haiyi, YOU Yong, HUI Yunting, GONG Zeqi, WANG Tianyi. Ecological Risk Assessment of Cultivated Land Based on Landscape Pattern: A Case Study of Tongnan District, Chongqing[J]. Smart Agriculture, 2024, 6(3): 58-68. DOI：10.12133/j.smartag.SA202306008 (in Chinese with English abstract)

0　引　言

丘陵山区是中国重要的粮油、果蔬和茶叶等农产品生产供给基地。然而，坡地多、坡度大、地块小且分散等自然条件制约着中国丘陵山区农机化发展，对农业经济发展造成限制。中国自20世纪90年代中期开展丘陵山区土地整治，以增加有效耕地面积[1]。经过多年的探索与实践，2014年重庆市延

收稿日期：2023-06-09

基金项目：国家重点研发计划子课题（2021YFD1300503）；内蒙古自治区科技计划项目（2022YFSJ0039）；中国农业大学2115人才培育发展支持计划；国家自然科学基金青年科学基金项目（42001199）

作者简介：张星山，研究方向为无人机遥感。E-mail：zxs2206533046@163.com

*通信作者：王天一，博士，副教授，研究方向为精准农业、智慧草业、农业机械化、无人机遥感、机器学习、机器视觉。E-mail：tianyi.wang@cau.edu.cn

伸土地整治内容，开展农田宜机化整治，大力推广选择道路通达且坡度不大于25°的耕地，将零碎分散的小地块改造成坡式梯田、缓坡地、水平条田等大地块[2]。然而，农田宜机化整治改变了耕地景观原始的结构，使景观分割、破碎程度加剧，一定程度上影响农田生态系统的稳定性[3]。在此背景下，研究耕地生态风险可以为农田宜机化整治的风险防控提供决策依据，从而推进丘陵山区农业高质量发展。

目前，生态风险评价主要关注土地利用变化[4,5]、城市[6]、流域[7,8]、土地整治[9,10]等方面，主要评估方法有相对风险模型（Relative Risk Model, RRM）和生态风险指数法（Ecological Risk Index, ERI）[9,11,12]。相对风险模型用于多个生态系统的区域复合压力生态风险评价，如陆地、水域等；生态风险指数法通过选择与生态风险值相关的景观格局指数构建评价模型，用于景观格局的研究。现有基于景观格局的土地整治生态风险评价主要为评价指标的选取以及生态风险评价模型的构建。张正峰等[13]选取田块规模、田块分维数、田块分离度等景观格局指数评估了土地整治对丘陵田块利用产生的影响。孙瑞等[14]选取斑块个数、平均斑块面积、边界密度、斑块面积变异系数等有关耕地细碎化程度的景观格局指数，分析了有效表征耕地细碎化变化的景观格局指数的适用性。裴欢等[15]通过景观格局指数构建了脆弱度模型，并以景观脆弱度、边界破碎度和景观类型破碎度构建了耕地景观生态安全评价模型。吴金华等[9]利用RRM模型研究土地整治风险源、生境和风险受体之间的相互作用关系，对土地整治划分风险等级，定量表达出土地整治的生态风险值。此外，还有学者利用数理统计方法对景观格局与耕地特征进行相关性分析。韩逸等[16]通过对景观格局指数与耕地质量进行相关性分析，利用耕地景观格局指数反映耕地质量。张限等[17]基于全局回归分析、相关性分析和地理加权分析研究耕地破碎化成因，发现耕地破碎化与平均坡度的负相关性最高。

目前，这些研究为耕地景观格局生态风险评价和基于景观格局的相关性分析提供了思路和方法，但鲜有学者探究景观格局生态风险与地形因素之间的关系。农田宜机化整治将耕地陡坡改造为缓坡后，耕地的坡度会受到影响，从而造成景观格局生态风险在不同坡度特征上呈现出分布差异的问题[18]。评价农田宜机化整治前后耕地生态风险变化情况，以及探究生态风险与耕地坡度之间的关系具有重要意义和应用价值。本研究以重庆市潼南区20个县为研究区域，基于2010年和2020年土地利用数据，采用ArcGIS 10.8和Excel软件计算景观格局指数，通过熵权法确定各指数权重并构建生态风险评价模型。对2010年和2020年的数字高程模型（Digital Elevation Model, DEM）数据进行坡度计算后划分坡度等级，并分析耕地坡度不同等级面积占比情况。从景观生态学角度揭示景观格局生态风险时序和空间变化特征，并对景观格局生态风险与耕地坡度不同等级面积占比进行相关性分析，探究生态风险与坡度之间的关系，以期为潼南区农田宜机化整治提供数据参考。

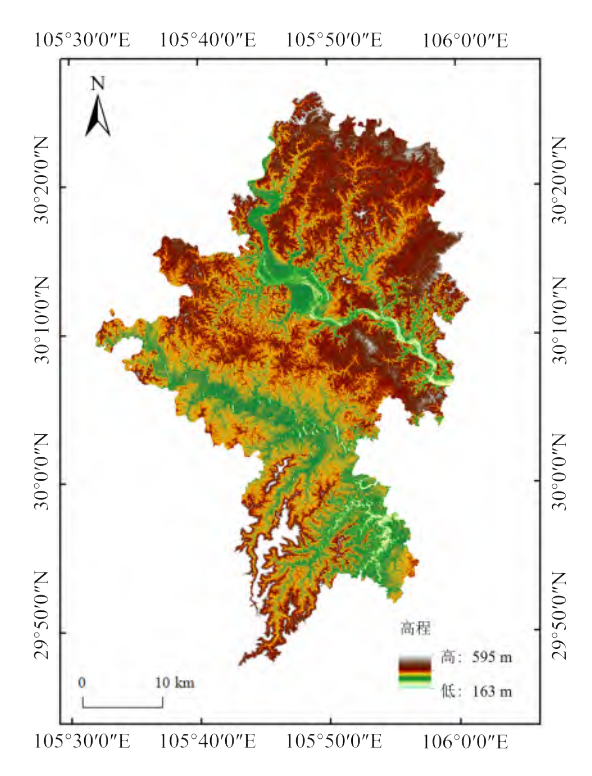
1 数据与方法

1.1 研究区域概况

潼南区位于重庆市西北部，四川盆地中部偏东，涪江中下游，川渝交界处，介于105°31′44″E～106°00′20″E，29°47′33″N～30°26′28″ N之间。地貌属于川中丘陵区，地势东北部和南部高，中部低，区内大多数地区海拔在250～450 m之间，地势总高差为371 m；坡度小于25°的耕地面积占全区耕地面积的90%左右。潼南区属于嘉陵江水系，涪、琼两江从西北向东南并列穿过区境。潼南区境区呈狭长形，东西宽46.9 km，南北长72.1 km，总面积1 584 km^2，辖区共3个街道，20个镇。2015年，潼南区率先在全市进行农田宜机化整治，选择集中连片、道路通达、坡度小于25°的地区，进行地块互联互通、消除作业死角、优化地块布局等作业[19]。截至2022年，潼南区完成农田宜机化整治800 hm^2，覆盖22个街镇。根据各镇街耕地数量以及农田宜机化整治情况，本研究选取潼南区除桂林街道、梓潼街道、大佛街道外的20个镇为研究区域，高程图如图1所示。

1.2 数据来源与预处理

潼南区2015—2022年间一直在进行农田宜机化整治。为探究潼南区农田宜机化整治带来的耕地景观格局生态风险在时序和空间上的变化，以2015年为时间节点，选择整治之前的5年（2010年）和整治之后的5年（2020年）作为研究时期，数据处理均基于ArcGIS 10.8和Excel软件完成。两个时期的土地利用数据来自地理监测云平台网站（http://www.dsac.cn/），从中提取出耕地分布情况的栅格数



注：①除桂林街道、梓潼街道、大佛街道；②该图基于自然资源部标准地图服务网站下载的审图号为GS(2019)1822号标准地图制作，底图无修改。

图1 重庆市潼南区高程图

Fig. 1 Elevation map of Tongnan district of Chongqing city

据，用于分析耕地景观格局指数。2010年数字高程模型（Digital Elevation Model, DEM）的空间分辨率为12.5 m，来自ALOS PALSAR数据集；2020年DEM的空间分辨率为30 m，来自SRTM1 V3.0数据集（https://earthdata.nasa.gov/），用于计算耕地坡度。中国行政区划矢量数据来自自然资源部标准地图服务网站（http://bzdt.ch.mnr.gov.cn/），用于裁剪土地利用栅格数据和DEM栅格数据。

1.3 研究方法

1.3.1 景观格局指数的选取

景观格局指数可以定量反映景观的结构组成和空间配置特性，表征耕地的地块规则程度、细碎化规模、空间分散度等特征[14]。综合考虑各指数的含义并根据农田宜机化整治实际作业情况，参考现有的土地整治以及景观格局生态风险评价常用指数[20-23]，选取可以反映耕地形状、规模和空间分布特性的6个景观格局指数。

潼南区地貌以丘陵地貌为主，是典型的浅丘平坝区域，耕地地势较为平坦，基本以条田和格田为主，其空间分布情况会影响耕地使用效率，所以选取斑块密度（Patch Density, PD）和分离度（Division, D）来表征耕地地块的分布情况。PD以耕地斑块的相对大小和密集程度来反映耕地景观破碎度。PD越大，耕地斑块越小，越难以耕作，耕地破碎化程度越高[24]。D表征耕地斑块的分离程度，其值越大，说明耕地景观越分散，分布越复杂[25]。

潼南区丘陵地貌中的耕地地块零星、分散，导致农业机械进出地块困难、无法作业，严重制约其农机化发展，阻碍潼南区耕地规模化发展，所以选取分维数（Fractal Dimension, FD）和边界密度（Edge Density, ED）表征耕地的规模化程度。FD用于测定景观斑块的复杂程度，其值越大，耕地斑块形状的复杂程度越大。ED用于描述耕地景观被边界分割的程度，直接反映耕地景观的破碎程度[26]。

此外，潼南区丘陵地貌中的耕地形状较为复杂，导致坡地无便道可通达，而且农业机械在地块中行进、转弯困难，使得耕地更加难以管理，所以选择平均形状指数（Mean Shape Index, MSI）和平均斑块面积（Mean Patch Size, MPS）来表征耕地的形状特征。MSI由形状指数（Landscape Shape Index, LSI）进行计算，用以宏观描述耕地形状。LSI接近1，表征耕地形状越接近正方形，更易于管理；反之，LSI数值越远离1，则表征耕地形状越不规则，越难以管理[27]。MPS用于宏观描述耕地斑块面积大小，斑块越小，耕地易耕性越差。相关景观格局指数生态学意义及计算方法如表1所示。

1.3.2 生态风险评价指数的构建

为定量表达耕地景观格局变化与景观生态风险之间的关系，以景观生态学[28]为理论基础，基于上述选取的6个耕地景观格局指数，构建景观干扰度指数和景观脆弱度指数[29, 30]，并根据景观干扰度指数和景观脆弱度指数构建生态风险评价指数，将耕地景观形状、规模、空间特性定量转化为景观生态风险。

1）景观干扰度指数（Landscape Disturbance Index, U）。在潼南区农田宜机化整治过程中，耕地会由不连续、复杂的格局变为互联互通、相对简单的格局。例如，农田宜机化整治可以减缓耕地坡度、消除作业死角、拉长农业机械行进路线、增加地块规模等，这些改造情况直接影响耕地的景观格局，能够减少耕地地块之间的边界线和过渡区域，整体上提升农田的规模性和连续性，使景观格局更加统一和有序，所以选取对耕地景观格局有较大影

表 1　景观格局指数生态学意义及计算方法

Table 1 Ecological significance and calculation method of landscape pattern index

景观格局指数	生态学意义	计算方法	
斑块密度（PD）	描述景观斑块破碎程度	$PD=n/A$	（1）
分离度（D）	描述景观斑块个体空间分离程度	$D=\frac{1}{2}\sqrt{\frac{n}{A}}$	（2）
分维数（FD）	描述景观斑块形状复杂程度	$FD=\frac{2\ln(s/4)}{\ln A}$	（3）
边界密度（ED）	描述景观斑块被分割程度	$ED=s/A$	（4）
平均形状指数（MSI）	描述景观斑块的平均复杂程度	$MSI=\frac{\sum_{i=1}^{n}LSI_n}{n}$	（5）
平均斑块面积（MPS）	描述景观斑块大小	$MPS=A/n$	（6）

注：其中，n 为评价单元耕地斑块总数目，个；A 为评价单元耕地面积，km^2；s 为评价单元斑块个体的总周长，km；LSI 为单个斑块的形状指数；计算为公式（7）：$LSI=\frac{0.25l}{\sqrt{a}}$，式中：$l$ 为单个斑块的周长，km；a 为单个斑块的面积，km^2。

响的斑块密度、分离度、分维数这 3 个景观格局指数构建景观干扰度指数[29]，如公式（8）所示。

$$U=a\times PD+b\times D+c\times FD \quad (8)$$

其中，U 为景观干扰度指数；PD 为斑块密度，个/km^2；D 为分离度；FD 为分维数；a、b、c 分别为斑块密度、分离度、分维数的权重。

借鉴已有研究成果并结合研究区农田宜机化整治的实际情况，在计算干扰度指数时，认为斑块密度对景观格局的影响程度最大，其次是分离度和分维数，所以权重 a、b、c 分别赋值 0.5、0.3、0.2，且 $a+b+c=1$ [29, 31]。

2）景观脆弱度指数（Landscape Vulnerability Index, V）。景观脆弱度指数表征了耕地结构的脆弱性，指数越高，生态系统越不稳定。根据各指数生态学含义，选取与耕地脆弱度密切相关的边缘密度、平均形状指数、平均斑块面积这 3 个景观格局指数构建景观脆弱度指数，如公式（9）所示：

$$V=W_1ED+W_2MSI+W_3MPS \quad (9)$$

其中，V 为景观脆弱度指数；ED 为边缘密度，km；MSI 为平均形状指数；MPS 为平均斑块面积，km^2/个；W_1、W_2、W_3 分别为边缘密度、平均形状指数、平均斑块面积的权重。

3）景观脆弱度指数权重计算。综合现有景观格局生态风险评价中的权重确定方法[17, 32]，相比于层次分析法等主观法确定权重，熵权法是一种客观确定权重的方法，所以采用该方法计算边缘密度、平均形状指数、平均斑块面积这 3 个景观格局指数的权重，从而提高评价结果的科学性。

①归一化计算公式。由于景观格局指数单位不同，存在正向指标和负向指标的问题，在计算权重前采用极差标准化法[32]对各指数进行归一化处理，使各数据具有可比性。根据景观格局指数对耕地景观格局的影响，将边缘密度和平均形状指数划分为负向指标，平均斑块面积划分为正向指标。负向指标与景观脆弱度指数呈负相关，正向指标与景观脆弱度指数呈正相关。归一化计算见公式（10）和公式（11）。

正向指标：$U_i=(X_i-X_{imin})/(X_{imax}-X_{imin})$（10）

负向指标：$U_i=(X_{imax}-X_i)/(X_{imax}-X_{imin})$（11）

其中，U_i 为归一化后的值；X_i 为第 i 个县耕地景观格局的原始值；X_{imin} 为第 i 个县景观格局指数的最小值；X_{imax} 第 i 个县景观格局指数的最大值。

②权重计算。景观格局指数的熵值（e_i）计算方法为公式（12）。

$$e_i=-[1/\ln(n)]\sum_{i=1}^{n}U_i\ln(U_i) \quad (12)$$

其中，n 为评价单元个数，个。

权重（W_i）计算方法为公式（13）：

$$W_i=(1-e_i)/\sum_{i=1}^{W_m}e_i \quad (13)$$

其中，m 为景观格局指数个数，个。

计算得到 ED、MSI、MPS 的权重分别为 W_1=0.31、W_2=0.45、W_3=0.24。

4）生态风险评价指数（Ecological Risk Index，ERI）。根据上述景观干扰度指数和景观脆弱度指数构建生态风险评价指数，表征评价单元生态风险程度，指数值越大，表明生态风险越高，计算方法为公式（14）。

$$ERI=U\times V \quad (14)$$

其中，ERI 为生态风险评价指数；U 为景观干扰度指数；V 为景观脆弱度指数。

1.3.3 生态风险值与坡度相关性分析

根据全国第三次土地调查中的耕地坡度分级标准[33]，农田宜机化整治尽量选择坡度在25°以下区域，其中15°以下区域应优先考虑进行整治，结合研究区实际耕地坡度地形特征：0°～2°和>25°坡度耕地面积偏少，绝大部分耕地坡度在2°～25°。为探明农田宜机化整治应在什么坡度范围展开工作更加适宜，所以将2°～25°区域细分4个等级，结合研究区实际耕地坡度地形特征，将研究区耕地坡度按照0°～2°、2°～5°、5°～8°、8°～15°、15°～25°、>25°分为6个等级，分别记为一级、二级、三级、四级、五级和六级，并分别计算各研究区域不同坡度等级面积占比。基于SPSS 26软件，对坡度等级面积占比与耕地景观格局生态风险值进行相关性分析，从而揭示坡度与景观生态风险之间的关系，进而判断农田宜机化整治的方向。

2 结果与分析

2.1 耕地景观格局变化分析

2.1.1 耕地景观生态风险时序特征

根据景观格局指数计算公式，计算2010年和2020年各评价单元的耕地斑块密度、分离度、分维数、景观干扰度指数、边界密度、平均形状指数、平均斑块面积、景观脆弱度指数、生态风险评价指数及各指数的平均值，结果如表2所示。从2010年到2020年，斑块密度、分离度、分维数平均值分别由0.75、1.76、0.35降低为0.71、1.72、0.34，表征耕地的破碎度降低，地块连片度增加。干扰度指数平均值由0.97下降为0.94，耕地景观格局整体抗干扰能力增加。边界密度平均值由2.74降低为2.56，平均斑块面积平均值由4.40增加为5.55，耕地被分割程度降低；平均形状指数平均值由1.36增加为1.53，耕地斑块的形状更加不规则。脆弱度指数平均值由2.96增加为3.20，耕地景观格局更加脆弱。生态风险评价指数由3.10下降为3.01，耕地景观格局生态风险降低。需要注意的是，花岩镇的平均形状指数由2010年的5.10增加为2020年的27.25。经查询原始数据得知，花岩镇的耕地斑块减少，地块的连通性增加，但是同时增加的耕地形状的不规则性，所以会出现数值差异较大的现象。潼南区自2015年开始一直在进行农田宜机化整治，从宏观角度看，斑块密度、分离度、分维数和生态风险的平均值降低，说明国家实施农田宜机化整治政策有显著成效，降低了耕地破碎度，提高了地块之间的连通性，并提高了生态安全性。

表2 2010年和2020年重庆市潼南区各评价单元耕地景观格局指数计算结果

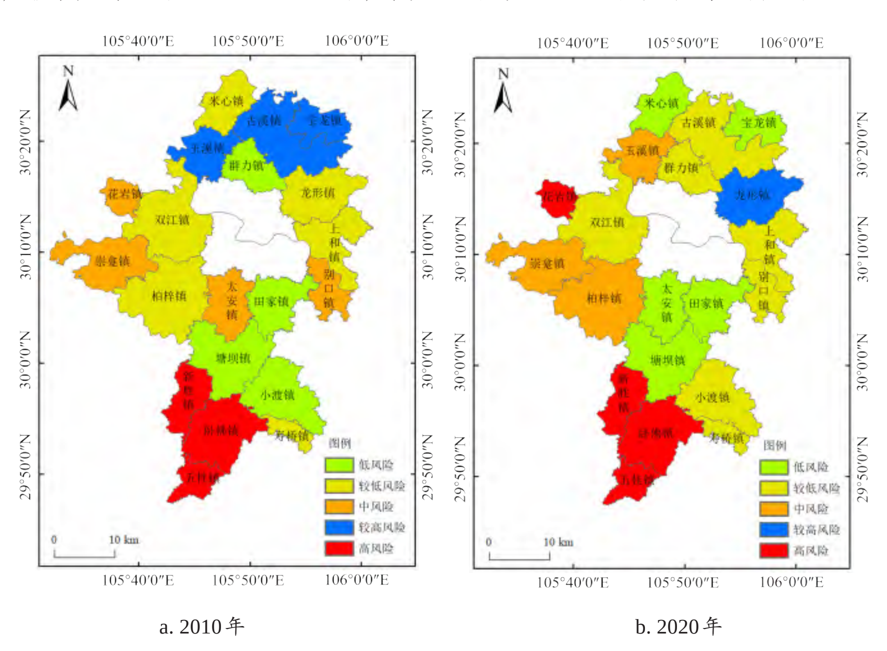
Table 2 Results of cultivated land landscape pattern index calculation for each evaluation unit in Tongnan District of Chongqing city in 2010 and 2020

评价单元	年份	PD	D	FD	U	ED	MSI	MPS	V	ERI
柏梓镇	2010	0.15	1.61	0.19	0.59	1.58	1.39	6.89	3.19	1.90
	2020	0.11	1.57	0.17	0.56	1.40	1.42	8.76	3.68	2.07
宝龙镇	2010	0.10	1.59	0.15	0.55	1.85	1.61	10.52	4.42	2.45
	2020	0.20	1.57	0.22	0.62	1.78	1.35	4.95	2.72	1.68
别口镇	2010	0.67	1.86	0.41	0.98	3.13	1.28	1.48	2.18	2.14
	2020	0.48	1.82	0.35	0.86	2.89	1.31	2.09	2.26	1.93
崇龛镇	2010	0.13	1.66	0.18	0.60	1.90	1.52	7.63	3.57	2.14
	2020	0.12	1.58	0.18	0.57	1.57	1.45	8.10	3.58	2.05
古溪镇	2010	0.11	1.64	0.16	0.58	1.71	1.42	9.38	3.99	2.31
	2020	0.13	1.61	0.18	0.59	1.57	1.32	7.47	3.36	1.97
花岩镇	2010	0.20	1.51	0.22	0.59	1.80	1.36	5.10	3.49	2.07
	2020	0.04	1.42	0.10	0.46	1.54	4.60	27.25	9.47	4.40
龙形镇	2010	0.15	1.65	0.19	0.61	1.87	1.40	6.59	3.23	1.97
	2020	0.09	1.57	0.15	0.55	1.53	1.45	10.54	4.29	2.35
米心镇	2010	0.17	1.64	0.21	0.62	1.95	1.43	5.76	2.99	1.85
	2020	0.33	1.71	0.29	0.73	2.23	1.35	3.04	2.29	1.68
群力镇	2010	0.21	1.51	0.23	0.60	1.55	1.31	4.82	2.52	1.52
	2020	0.14	1.49	0.19	0.55	1.46	1.34	7.29	3.23	1.78
上和镇	2010	0.33	1.84	0.29	0.78	2.90	1.40	3.00	2.57	2.00
	2020	0.24	1.78	0.24	0.70	2.52	1.39	4.22	2.78	1.95
寿桥镇	2010	0.24	1.61	0.25	0.65	2.21	1.42	4.16	2.79	1.82
	2020	0.18	1.59	0.21	0.61	2.13	2.12	5.51	3.01	1.84
双江镇	2010	0.19	1.67	0.22	0.64	1.83	1.30	5.22	2.75	1.76
	2020	0.14	1.59	0.19	0.58	1.48	1.29	7.19	3.21	1.87
太安镇	2010	0.14	1.72	0.18	0.62	2.26	1.54	7.33	3.61	2.24
	2020	0.32	1.68	0.28	0.72	2.06	1.34	3.09	2.25	1.63
塘坝镇	2010	0.43	1.71	0.33	0.79	2.05	1.24	2.32	1.94	1.54
	2020	0.53	1.69	0.37	0.85	1.97	1.23	1.88	1.77	1.50
田家镇	2010	0.50	1.68	0.35	0.83	2.09	1.25	2.01	1.87	1.54
	2020	0.29	1.61	0.27	0.68	1.76	1.28	3.51	2.18	1.48
卧佛镇	2010	1.04	1.99	0.51	1.22	3.94	1.24	0.96	2.37	2.90
	2020	1.01	1.97	0.50	1.20	3.73	1.26	0.99	2.28	2.73
五桂镇	2010	6.43	2.58	1.27	4.24	9.98	1.26	0.16	4.84	20.54
	2020	5.98	2.48	1.22	3.98	8.89	1.25	0.17	4.35	17.31
小渡镇	2010	0.28	1.69	0.27	0.70	2.01	1.28	3.56	2.33	1.63
	2020	0.27	1.76	0.26	0.71	2.32	1.32	3.75	2.51	1.79
新胜镇	2010	2.04	2.18	0.71	1.82	5.64	1.25	0.49	2.99	5.44
	2020	2.39	2.20	0.77	2.01	5.85	1.25	0.42	3.06	6.16
玉溪镇	2010	1.52	1.75	0.62	1.41	2.47	1.22	0.66	1.61	2.26
	2020	1.28	1.76	0.57	1.28	2.48	1.22	0.78	1.65	2.12
平均值	2010	0.75	1.76	0.35	0.97	2.74	1.36	4.40	2.96	3.10
	2020	0.71	1.72	0.34	0.94	2.56	1.53	5.55	3.20	3.01

2.1.2 生态风险空间分布与转化特性

根据生态风险评价指数计算得到的耕地景观格局生态风险值，采用ArcGIS 10.8软件对各评价单

元进行赋值，为明显区分各生态风险等级的不同，根据主观分级法[34]划分为5个风险等级：低风险（*ERI*<1.75），较低风险（1.75≤*ERI*<2.00），中风险（2.00≤*ERI*<2.25），较高风险（2.25≤*ERI*<2.50），高风险（2.50≤*ERI*），得到2010年和2020年的耕地景观格局生态风险空间分布图（图2），并计算2010年和2020年两个时期各生态风险等级的面积、面积占比和面积变化率（表3）。



a. 2010年　　b. 2020年

注：该图由自然资源部标准地图服务网站下载的审图号为GS(2019)1822号标准地图制作，底图无修改。

图2　2010年和2020年重庆市潼南区耕地生态风险分布图

Fig. 2　Ecological risk distribution maps of cultivated land in Tongnan District of Chongqing city in 2010 and 2020

表3　重庆市潼南区生态风险面积、面积占比、变化率

Table 3　Ecological risk area, area proportion, rate of change in Tongnan district of Chongqing city

年份	低风险		较低风险		中风险		较高风险		高风险	
	面积/km^2	比重/%	面积/km^2	比重/%	面积/km^2	比重/%	面积/km^2	比重/%	面积/km^2	比重/%
2010	310.68	22.32	482.16	34.62	217.77	15.64	214.66	15.42	167.19	12.01
2020	330.79	23.75	511.90	36.76	271.08	19.47	84.36	6.06	193.43	13.96
风险面积变化大小/km^2	20.11		29.74		53.31		−130.30		26.24	
风险面积变化率/%	6.44		6.17		24.48		−60.70		16.30	

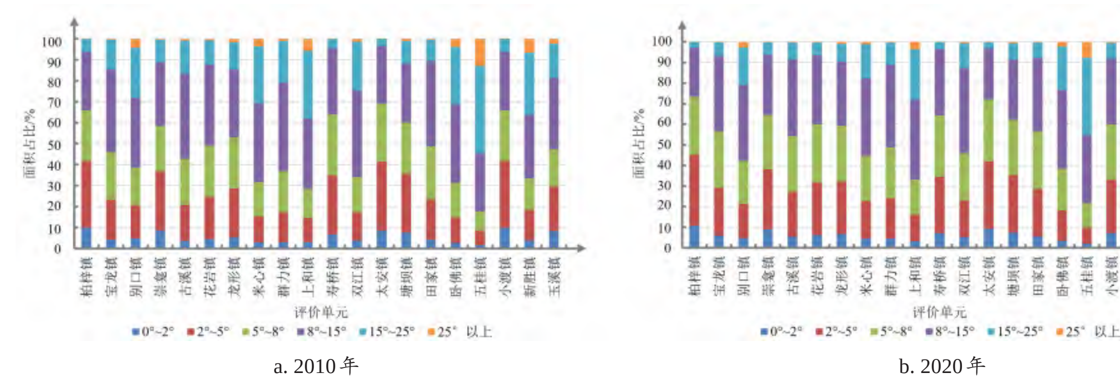
由图2和表3可知，2010年和2020年两个时期高风险区面积比重较小，面积增加26.24 km^2，变化率为16.30%，其中新胜镇、卧佛镇、五桂镇风险等级未变；较高风险区面积减少130.30 km^2，变化率为−60.70%，其中玉溪镇、古溪镇、宝龙镇风险等级分别降低为中风险、较低风险、低风险；中风险区面积增加53.31 km^2，变化率为24.48%，其中崇龛镇风险等级未变，太安镇、别口镇风险等级分别降低为低风险、较低风险，花岩镇风险等级转化为高风险；较低风险区面积占比最大，2010年与2020年较低风险区面积比重分别达到34.62%与36.76%，面积增加29.74 km^2，变化率为6.17%，其中寿桥镇、双江镇、上和镇风险等级未变，米心镇风险等级降低为低风险，柏梓镇、龙形镇风险等级分别转化为中风险、较高风险；低风险区面积占比仅次于较低风险区，哪种面积增加20.11 km^2，变化率为6.44%，其中塘坝镇、田家镇风险等级未变，小渡镇、群力镇风险等级转化为较低风险。在整个研究期间，不同等级的风险面积变化有着显著性的差异，低风险、较低风险、中风险、高风险区域范围扩张，较高风险区域范围缩小，说明风险较小区域在扩张，耕地整体布局上风险较小区域逐渐占优势，农田宜机化整治增加了地块作业的连通性，在小地块合并为大地块方面取得了成效。但是新增了高风险区域花岩镇，经查询花岩镇的统计年鉴，这可能与其近年来城镇化、工业化速度加快有关。低、较低风险区域向北部蔓延，中风险区域向西部蔓延，较高风险区域仍分布在北部，新增部分向东

北部蔓延，高风险区域仍主要分布在南部地区，新增部分向西北蔓延。由此可见，潼南区北部地区农田宜机化整治效果较好，有利于开发农业资源；南部地区农田宜机化整治效果欠佳，后续农田宜机化整治工作需继续优化南部地区耕地景观格局，如增加地块的连通性，消除地块间的过渡边界，以保证农业的可持续发展。

2.2 生态风险与坡度等级分析

2.2.1 耕地坡度等级面积占比分析

基于Excel软件计算各评价单元耕地不同坡度等级的面积占比，并分别绘制2010年和2020年坡度面积占比柱状图，如图3所示。



a. 2010年 b. 2020年

图3 2010年和2020年重庆市潼南区坡度面积占比柱状图

Fig. 3 Bar chart of slope area proportion in Tongnan district of Chongqing city in 2010 and 2020

由图3可知，2010年和2020年两个时期的同一评价单元坡度等级面积占比变化较小，但不同坡度等级的面积占比有明显区别。两个时期主要以四级坡度为主，面积占比介于23%~43%之间；二级、三级坡度面积占比介于7%~35%之间，且同一评价单元内二级、三级坡度面积占比大小接近，两者具有相似的坡度变化趋势；五级坡度面积占比介于2%~38%之间，不同评价单元面积占比差异最大；一级、二级坡度面积占比介于0.03%~13%之间，不同评价单元面积占比差异较小。由此表明，研究区耕地坡度大多处于2°~25°，且不同评价单元于此坡度区间的地形起伏变化较大；耕地坡度小于2°或大于25°区域面积占比较少，且不同评价单元于此坡度区间的地形起伏变化较小。

2.2.2 生态风险与耕地坡度相关性

以同一坡度等级下的各评价单元坡度面积占比为自变量，对应评价单元的生态风险值为因变量，基于SPSS26软件对不同坡度等级面积占比与生态风险值进行相关性分析，相关系数结果如表4所示。

由表4可知，不同坡度等级面积占比与生态风险值之间存在不同程度的相关性，2010年和2020年两个时期的一级、二级、三级、四级坡度面积占比与生态风险值呈负相关，五级、六级坡度面积占比与生态风险值呈正相关。2010年的相关系数大小依次为六级（0.849）>五级（0.609）>三级（0.592）>二级（0.438）>一级（0.374）>四级（0.320），其中三级、五级、六级坡度面积占比与生态风险值呈极显著相关；二级坡度面积占比与生态风险值呈显著相关；一级、四级坡度面积占比与生态风险值相关性不显著。因此，在0°~15°坡度范围内，生态风险值随坡度面积占比的增加而降低，在大于15°坡度范围内，生态风险值随坡度面积占比的增加而增加。2020年的相关系数大小依次为六级（0.839）>五级（0.729）>三级（0.677）>二级（0.534）>一级（0.471）>四级（0.049），其中二级、三级、五级、六级坡度面积占比与生态风险值呈极显著相关；一级坡度面积占比与生态风险

表4 重庆市潼南区耕地生态风险值与坡度面积占比的相关系数

Table 4 Correlation coefficient between ecological risk value of cultivated land and proportion of slope area in Tongnan district of Chongqing city

坡度等级	相关系数	
	2010年	2020年
一级	−0.374	−0.471*
二级	−0.438*	−0.534**
三级	−0.592**	−0.677**
四级	−0.320	−0.049
五级	0.609**	0.729**
六级	0.849**	0.839**

注：*和**分别表示在P<0.05水平显著相关和P<0.01水平极显著相关。

值呈显著相关；四级坡度面积占比与生态风险值相关性不显著。在0°～8°坡度范围内，生态风险值随坡度面积占比的增加而降低；在大于15°坡度范围内，生态风险值随坡度面积占比的增加而增加。整体来看，相关系数随坡度的增加而增加，其中一级、二级、三级、五级、六级坡度面积占比的相关系数呈现出严格递增趋势；四级坡度面积占比的相关系数最小。两个时期六级坡度面积占比的相关系数均大于0.8，说明耕地坡度大于25°时对生态风险值的影响最大，远远大于耕地坡度处于8°～15°范围内对生态风险值的影响。此外，2010年和2020年两个时期三级、五级坡度面积占比的相关系数有所增加，说明此坡度区间与风险值的相关性增强。通过以上生态风险与耕地坡度相关性分析结果，在0°～15°坡度范围内，为平衡低坡度的生态风险，在进行农田宜机化整治的同时，应种植适宜当地条件的农作物，以提高产量和质量；在大于15°坡度范围内，为平衡高坡度的生态风险，可以因地制宜地确定适宜的灌溉方式和水肥一体化管理策略，以避免土壤侵蚀和水资源浪费。

3 讨论与结论

3.1 讨论

农田宜机化整治主要是基于耕地景观格局进行，耕地破碎度、分离度等景观格局的变化会影响耕地的质量及利用效率，所以采用景观格局指数构建耕地生态风险模型可以评估耕地的生态风险值。此外，农田宜机化整治会影响整治区域的微地貌、坡度、高程等地形条件，而坡度大小为影响土地侵蚀的主要因素，所以通过分析耕地坡度面积占比与生态风险值的相关性可以确定重点整治的坡度范围，以高效实施农田宜机化整治工作。

本研究通过构建生态风险指数和分析生态风险与坡度等级的相关性，从景观格局与地形的角度对潼南区耕地生态风险进行了评价，研究结果如下。

1）根据耕地景观格局指数计算结果，2020年相较于2010年，研究区域斑块密度、分离度、分维数、边界密度平均值降低，平均斑块面积平均值增加，表明农田宜机化整治后耕地破碎度和被分割的程度降低，零散的耕地被归并后规模扩大，耕地连片度增加，更加利于农业机械集中管理和规模经营；平均形状指数增加，耕地形状趋于复杂，农业机械可能需要考虑进出地块时的便利性问题。干扰度指数由2010年的0.97下降到2020年的0.94，耕地整体抗干扰能力增强；脆弱度指数由2.96增加到3.20，耕地结构更加脆弱，这可能与近年来城镇化速度加快有关，部分耕地的原始景观结构被破坏。生态风险评价指数由3.10下降到3.01，耕地生态风险值降低，农田宜机化整治有效改善了耕地景观格局，一定程度上弥补了人类活动对耕地景观格局的扰动，提升了农田生态系统的安全性。

2）耕地景观生态风险空间分布及转化特性显示，2010年和2020年两个时期研究区主要以低风险和较低风险区域为主。低风险区域面积增加6.44%，主要向北部蔓延；较低风险区域面积增加6.17%，主要向中东部和东南部蔓延；中风险区域面积增加24.48%，主要向西部及西北部蔓延；较高风险区域面积减少60.70%，新增部分向东北部蔓延；高风险区域面积增加16.30%，新增部分向西北蔓延。整体来看，研究区耕地景观生态风险趋于下降，安全区域在增加。

3）由耕地生态风险与坡度相关性分析，2010年和2020年两个时期研究区耕地坡度主要以2°～25°为主，且各评价单元于此坡度区间的地形起伏变化较大。耕地坡度小于15°时面积占比与生态风险值呈负相关，耕地坡度大于15°时面积占比与生态风险值呈正相关。2010年耕地坡度处于5°～8°、15°～25°、25°以上时与生态风险值呈极显著相关，相关系数分别为0.592、0.609、0.849；2020年耕地坡度处于2°～5°、5°～8°、15°～25°、25°以上时与生态风险值呈极显著相关，相关系数分别为0.534、0.667、0.729、0.839。其中耕地坡度5°～8°和15°～25°的相关系数有所增加，坡度面积占比与生态风险的相关性增强。根据相关资料，耕地坡度从5°开始出现中度面状侵蚀，10°～15°出现强度侵蚀，从降低生态风险值和实际地形情况考虑，农田宜机化整治对耕地坡度进行整治时，应重点关注潼南区南部地区，并主要集中于5°～8°和15°～25°区域。此外，耕地坡度大于25°时被认为不适合进行农业生产，但是由于耕地坡度大于25°时与生态风险高度相关，可以适当在大于25°的小范围内进行坡度整治以减小坡度。

3.2 结论

本研究通过构建生态风险评价模型，揭示了重庆市潼南区农田宜机化整治前后生态风险时序空间变化特征，并基于数理统计原理，对生态风险与坡度进行相关性分析，探究了生态风险与坡度的关

系。通过比较2010年和2020年两个时期的生态风险值，农田宜机化整治降低了耕地生态风险，能提高耕地生态风险的安全性；耕地坡度面积占比与生态风险值具有相关性，从潼南区实际地形和降低生态风险角度来讲，后续农田宜机化整治工作应重点关注潼南区南部耕地处于5°～8°和15°～25°区域。

本研究未考虑耕地内部因素，如土壤有机质含量、土壤板结程度等对生态风险的影响，今后可以通过加入土壤质量相关因素更加全面分析农田宜机化整治对耕地的生态风险的改变情况。

利益冲突声明：本研究不存在研究者以及与公开研究成果有关的利益冲突。

参考文献：

[1] 陈建. 我国丘陵山区应对农机化两大困境的新对策——基于宜机化土地整治[J]. 农机化研究, 2019, 41(4): 1-4, 63.
CHEN J. A new countermeasure against two severe difficulties in agricultural mechanization in China's hilly and mountainous areas: Based on land consolidation for fitting large-medium farm machinery[J]. Journal of agricultural mechanization research, 2019, 41(4): 1-4, 63.

[2] 陈建. 重庆宜机化土地整治: 跳出农机抓农机[J]. 农机质量与监督, 2018(5): 15-16.
CHEN J. Mechanized land improvement in Chongqing: Jumping out of agricultural machinery and grasping agricultural machinery[J]. Agricultural machinery quality & supervision, 2018(5): 15-16.

[3] 陈荣蓉. 重庆丘陵山区农村土地整治工程及其景观效应[D]. 重庆: 西南大学, 2012.
CHEN R R. Rural land consolidation and its landscape ecological effect in hilly-mountainous region of Chongqing[D]. Chongqing: Southwest University, 2012.

[4] 徐羽, 钟业喜, 冯兴华, 等. 鄱阳湖流域土地利用生态风险格局[J]. 生态学报, 2016, 36(23): 7850-7857.
XU Y, ZHONG Y X, FENG X H, et al. Ecological risk pattern of Poyang Lake Basin based on land use[J]. Acta ecologica sinica, 2016, 36(23): 7850-7857.

[5] 王文杰, 张永福, 王慧杰. 基于GIS干旱区绿洲县域土地利用变化生态风险分析——以新疆泽普县为例[J]. 水土保持研究, 2016, 23(6): 216-220, 2.
WANG W J, ZHANG Y F, WANG H J. Analysis on ecological risk of land use at county level in the arid oasis base on GIS: A case study in Zepu of Xinjiang[J]. Research of soil and water conservation, 2016, 23(6): 216-220, 2.

[6] 虞继进, 陈雪玲, 陈绍杰. 基于遥感和PSR模型的城市景观生态安全评价——以福建省龙岩市为例[J]. 国土资源遥感, 2013, 25(1): 143-149.
YU J J, CHEN X L, CHEN S J. Urban landscape ecological security assessment based on remote sensing and PSR model: A case study in Longyan city, Fujian province[J]. Remote sensing for land & resources, 2013, 25(1): 143-149.

[7] 滑永春, 陈家豪, 孙小添, 等. 内蒙古段黄河流域景观生态风险分析[J]. 自然资源遥感, 2023(2): 220-229.
HUA Y C, CHEN J H, SUN X T, et al. Analysis of landscape ecology risk of the Yellow River Basin in Inner Mongolia[J]. Remote sensing for natural resources, 2023 (2): 220-229.

[8] 李青圃, 张正栋, 万露文, 等. 基于景观生态风险评价的宁江流域景观格局优化[J]. 地理学报, 2019, 74(7): 1420-1437.
LI Q P, ZHANG Z D, WAN L W, et al. Landscape pattern optimization in Ningjiang River Basin based on landscape ecological risk assessment[J]. Acta geographica sinica, 2019, 74(7): 1420-1437.

[9] 吴金华, 张伟, 刘小玲. 基于RRM模型的神木县土地整治规划生态风险评价[J]. 中国土地科学, 2014, 28(3): 76-82.
WU J H, ZHANG W, LIU X L. Ecological risk assessment in land reclamation plan of Shenmu County based on relative risk model[J]. China land sciences, 2014, 28 (3): 76-82.

[10] 宋涛. 县级土地整治规划生态风险评价——以武安市为例[D]. 北京: 中国地质大学(北京), 2016.
SONG T. Ecological risk assessment of land renovation plan at County level: A case of Wu'an city[D]. Beijing: China University of Geosciences, 2016.

[11] 乔蕻强, 程文仕, 乔伟栋, 等. 基于相对风险模型的土地利用变化生态风险定量评价——以石羊河流域为例[J]. 中国沙漠, 2017, 37(1): 198-204.
QIAO H Q, CHENG W S, QIAO W D, et al. Evaluation of ecological risk of land use change based on the RRM model: A case in the Shiyanghe River Basin[J]. Journal of desert research, 2017, 37(1): 198-204.

[12] 曹玉红, 陈晨, 张大鹏, 等. 皖江城市带土地利用变化的生态风险格局演化研究[J]. 生态学报, 2019, 39(13): 4773-4781.
CAO Y H, CHEN C, ZHANG D P, et al. Evolution of ecological risk pattern of land use change in Wanjiang City Belt[J]. Acta ecologica sinica, 2019, 39(13): 4773-4781.

[13] 张正峰, 杨红, 谷晓坤. 土地整治对平原区及丘陵区田块利用的影响[J]. 农业工程学报, 2013, 29(3): 1-8.
ZHANG Z F, YANG H, GU X K. Effects of land consolidation in plains and hills on plots use[J]. Transactions of the Chinese society of agricultural engineering, 2013, 29 (3): 1-8.

[14] 孙瑞, 金晓斌, 项晓敏, 等. 土地整治对耕地细碎化影响评价指标适用性分析[J]. 农业工程学报, 2018, 34(13): 279-287.
SUN R, JIN X B, XIANG X M, et al. Applicability analysis of indices in assessment on effect of land consolidation on cultivated land fragmentation[J]. Transactions of the Chinese society of agricultural engineering, 2018, 34(13): 279-287.

[15] 裴欢, 魏勇, 王晓妍, 等. 耕地景观生态安全评价方法及其应用[J]. 农业工程学报, 2014, 30(9): 212-219.
PEI H, WEI Y, WANG X Y, et al. Method of cultivated land landscape ecological security evaluation and its application[J]. Transactions of the Chinese society of agricultural engineering, 2014, 30(9): 212-219.

[16] 韩逸, 郭熙, 江叶枫, 等. 南方丘陵区耕地质量与景观格局指数相关性分析[J]. 江苏农业学报, 2018, 34(5): 1057-1065.
HAN Y, GUO X, JIANG Y F, et al. Correlation analysis

between cultivated land quality and landscape pattern index in south hilly areas[J]. Jiangsu journal of agricultural sciences, 2018, 34(5): 1057-1065.

[17] 张限, 周旭, 吴贵琼, 等. 遵义市耕地破碎化时空变化与成因分析[J]. 贵州农业科学, 2022, 50(11): 154-160.
ZHANG X, ZHOU X, WU G Q, et al. Spatial and temporal changes and cause analysis of cropland fragmentation in Zunyi city[J]. Guizhou agricultural sciences, 2022, 50(11): 154-160.

[18] 杨斌, 王占岐, 姚小薇, 等. 鄂西北山区土地利用的地形梯度效应与空间结构特征[J]. 长江流域资源与环境, 2019, 28(2): 313-321.
YANG B, WANG Z Q, YAO X W, et al. Terrain gradient effect and spatial structure characteristics of land use in mountain areas of northwestern Hubei province[J]. Resources and environment in the Yangtze Basin, 2019, 28(2): 313-321.

[19] 蒋佩荪, 何忠, 敖方源, 等. 重庆市潼南区农田宜机化改造推动农业机械化发展的实践与思考[J]. 农业工程, 2019, 9(9): 16-18.
JIANG P S, HE Z, AO F Y, et al. Practice and consideration on promoting agricultural mechanization development by agricultural mechanization reform in Tongnan district of Chongqing city[J]. Agricultural engineering, 2019, 9(9): 16-18.

[20] 刘希朝, 李效顺, 蒋冬梅. 基于土地利用变化的黄河流域景观格局及生态风险评估[J]. 农业工程学报, 2021, 37(4): 265-274.
LIU X Z, LI X S, JIANG D M. Landscape pattern identification and ecological risk assessment using land-use change in the Yellow River Basin[J]. Transactions of the Chinese society of agricultural engineering, 2021, 37(4): 265-274.

[21] XU W Y, JIN X B, LIU J, et al. Analysis of influencing factors of cultivated land fragmentation based on hierarchical linear model: A case study of Jiangsu Province, China[J]. Land use policy, 2021, 101: ID 105119.

[22] LIU J, JIN X B, XU W Y, et al. Influential factors and classification of cultivated land fragmentation, and implications for future land consolidation: A case study of Jiangsu Province in Eastern China[J]. Land use policy, 2019, 88: ID 104185.

[23] TIAN Y H, JIM C Y, TAO Y, et al. Landscape ecological assessment of green space fragmentation in Hong Kong[J]. Urban forestry & urban greening, 2011, 10(2): 79-86.

[24] YU Q Y, HU Q, VAN VLIET J, et al. GlobeLand30 shows little cropland area loss but greater fragmentation in China[J]. International journal of applied earth observation and geoinformation, 2018, 66: 37-45.

[25] LIANG J L, PAN S P, CHEN W X, et al. Cultivated land fragmentation and its influencing factors detection: A case study in Huaihe River Basin, China[J]. International journal of environmental research and public health, 2021, 19(1): ID 138.

[26] WEI L, LUO Y, WANG M, et al. Essential fragmentation metrics for agricultural policies: Linking landscape pattern, ecosystem service and land use management in urbanizing China[J]. Agricultural systems, 2020, 182: ID 102833.

[27] SKLENICKA P, JANOVSKA V, SALEK M, et al. The farmland rental paradox: Extreme land ownership fragmentation as a new form of land degradation[J]. Land use policy, 2014, 38: 587-593.

[28] 陈利顶, 李秀珍, 傅伯杰, 等. 中国景观生态学发展历程与未来研究重点[J]. 生态学报, 2014, 34(12): 3129-3141.
CHEN L D, LI X Z, FU B J, et al. Development history and future research priorities of landscape ecology in China[J]. Acta ecologica sinica, 2014, 34(12): 3129-3141.

[29] 娄妮, 王志杰, 何嵩涛. 基于景观格局的阿哈湖国家湿地公园景观生态风险评价[J]. 水土保持研究, 2020, 27(1): 233-239.
LOU N, WANG Z J, HE S T. Assessment on ecological risk of aha lake national wetland park based on landscape pattern[J]. Research of soil and water conservation, 2020, 27(1): 233-239.

[30] 田鹏, 龚虹波, 叶梦姚, 等. 东海区大陆海岸带景观格局变化及生态风险评价[J]. 海洋通报, 2018, 37(6): 695-706.
TIAN P, GONG H B, YE M Y, et al. Landscape pattern change and ecological risk assessment of the continental coast of the East China Sea[J]. Marine science bulletin, 2018, 37(6): 695-706.

[31] 韩振华, 李建东, 殷红, 等. 基于景观格局的辽河三角洲湿地生态安全分析[J]. 生态环境学报, 2010, 19(3): 701-705.
HAN Z H, LI J D, YIN H, et al. Analysis of ecological security of wetland in Liaohe River delta based on the landscape pattern[J]. Ecology and environmental sciences, 2010, 19(3): 701-705.

[32] 王千, 金晓斌, 周寅康. 河北省耕地生态安全及空间聚集格局[J]. 农业工程学报, 2011, 27(8): 338-344.
WANG Q, JIN X B, ZHOU Y K. Cultivated land ecological security and spatial aggregation pattern in Hebei Province [J]. Transactions of the Chinese society of agricultural engineering, 2011, 27(8): 338-344.

[33] 中华人民共和国自然资源部. 第三次全国国土调查技术规程: TD/T 1055-2019[S]. 北京: 地质出版社, 2019

[34] 汤国安, 宋佳. 基于DEM坡度图制图中坡度分级方法的比较研究[J]. 水土保持学报, 2006, 20(2): 157-160, 192.
TANG G A, SONG J. Comparison of slope classification methods in slope mapping from DEMs[J]. Journal of soil and water conservation, 2006, 20(2): 157-160, 192.

Ecological Risk Assessment of Cultivated Land Based on Landscape Pattern: A Case Study of Tongnan District, Chongqing

ZHANG Xingshan[1], YANG Heng[1], MA Wenqiu[1], YANG Minli[1], WANG Haiyi[1], YOU Yong[1], HUI Yunting[1], GONG Zeqi[2], WANG Tianyi[1,3*]

(1. *College of Engineering*, *China Agricultural University*, *Beijing* 100083, *China*; 2. *Aerospace Information Research Institute*, *Chinese Academy of Sciences*, *Beijing* 100094, *China*; 3. *College of Agricultural Unmanned System*, *China Agricultural University*, *Beijing* 100193, *China*)

Abstract:

[Objective] Farmland consolidation for agricultural mechanization in hilly and mountainous areas can alter the landscape pattern, elevation, slope and microgeomorphology of cultivated land. It is of great significance to assess the ecological risk of cultivated land to provide data reference for the subsequent farmland consolidation for agricultural mechanization. This study aims to assess the ecological risk of cultivated land before and after farmland consolidation for agricultural mechanization in hilly and mountainous areas, and to explore the relationship between cultivated land ecological risk and cultivated land slope.

[Methods] Twenty counties in Tongnan district of Chongqing city was selected as the assessment units. Based on the land use data in 2010 and 2020 as two periods, ArcGIS 10.8 and Excel software were used to calculate landscape pattern indices. The weights for each index were determined by entropy weight method, and an ecological risk assessment model was constructed, which was used to reveal the temporal and spatial change characteristics of ecological risk. Based on the principle of mathematical statistics, the correlation analysis between cultivated land ecological risk and cultivated land slope was carried out, which aimed to explore the relationship between cultivated land ecological risk and cultivated land slope.

[Results and Discussions] Comparing to 2010, patch density (PD), division (D), fractal dimension (FD), and edge density (ED) of cultivated land all decreased in 2020, while meant Patch Size (MPS) increased, indicating an increase in the contiguity of cultivated land. The mean shape index (MSI) of cultivated land increased, indicating that the shape of cultivated land tended to be complicated. The landscape disturbance index (U) decreased from 0.97 to 0.94, indicating that the overall resistance to disturbances in cultivated land has increased. The landscape vulnerability index (V) increased from 2.96 to 3.20, indicating that the structure of cultivated land become more fragile. The ecological risk value of cultivated land decreased from 3.10 to 3.01, indicating the farmland consolidation for agricultural mechanization effectively improved the landscape pattern of cultivated land and enhanced the safety of the agricultural ecosystem. During the two periods, the ecological risk areas were primarily composed of low-risk and relatively low-risk zones. The area of low-risk zones increased by 6.44%, mainly expanding towards the northern part, while the area of relatively low-risk zones increased by 6.17%, primarily spreading towards the central-eastern and southeastern part. The area of moderate-risk zones increased by 24.4%, mainly extending towards the western and northwestern part, while the area of relatively high-risk zones decreased by 60.70%, with some new additions spreading towards the northeastern part. The area of high-risk zones increased by 16.30%, with some new additions extending towards the northwest part. Overall, the ecological safety zones of cultivated relatively increased. The cultivated land slope was primarily concentrated in the range of 2° to 25°. On the one hand, when the cultivated land slope was less than 15°, the proportion of the slope area was negatively correlated with the ecological risk value. On the other hand, when the slope was above 15°, the proportion of the slope area was positively correlated with the ecological risk value. In 2010, there was a highly significant correlation between the proportion of slope area and ecological risk value for cultivated land slope within the ranges of 5° to 8°, 15° to 25°, and above 25°, with corresponding correlation coefficients of 0.592, 0.609, and 0.849, respectively. In 2020, there was a highly significant correlation between the proportion of slope area and ecological risk value for cultivated land slope within the ranges of 2° to 5°, 5° to 8°, 15° to 25°, and above 25°, with corresponding correlation coefficients of 0.534, 0.667, 0.729, and 0.839, respectively.

[Conclusions] The assessment of cultivated land ecological risk in Tongnan district of Chongqing city before and after the farmland consolidation for agricultural mechanization, as well as the analysis of the correlation between ecological risk and cultivated land slope, demonstrate that the farmland consolidation for agricultural mechanization can reduce cultivated land ecological risk, and the proportion of cultivated land slope can be an important basis for precision guidance in the farmland consolidation for agricultural mechanization. Considering the occurrence of moderate sheet erosion from a slope of 5° and intense erosion from a slope of 10° to 15°, and taking into account the reduction of ecological risk value and the actual topographic conditions, the subsequent farmland consolidation for agricultural mechanization in Tongnan district should focus on areas with cultivated land slope ranging from 5° to 8° and 15° to 25°.

Key words: farmland consolidation for agricultural mechanization; cultivated land; ecological risk assessment; landscape pattern

Foundation items: National Key Research and Development Program of China (2021YFD1300503); Science and Technology Project of Inner Mongolia Autonomous Region (2022YFSJ0039); 2115 Talent Cultivation and Development Support Program of China Agricultural University; National Natural Science Foundation of China (42001199)

Biography: ZHANG Xingshan, E-mail: zxs2206533046@163.com

***Corresponding author:** WANG Tianyi, E-mail: tianyi.wang@cau.edu.cn